銅污染台灣各類土壤與作物生長關係之研究

李豔琪* 王銀波**

*台灣省農業試驗所農化系
**國立中興大學土壤學研究所

摘 要

本研究之目的在探討重金屬銅污染土壤後，對作物造成的影響，選紅壤，砂頁岩酸性沖積土，黏板岩鹼性沖積土，砂頁岩鹼性沖積土，臺灣黏土，黏板岩酸性沖積土及片岩沖積土等七類台灣分佈面積較廣的農耕土壤，進行土壤中銅對蔬菜和水稻生長的研究，以探討銅在不同土壤中對作物的臨界毒害濃度及其在植體累積轉移的情形。

七種供試土壤各添加 20、40 、80 、160 和 320 mgkg^{-1}Cu，並設不加銅爲對照組，每種處理，重複四次，依次盆栽青江白菜和水稻。結果顯示青江白菜乾物產量隨添加銅量之增加而遞減，受銅影響最巨者爲砂頁岩酸性沖積土，次爲粘板岩酸性沖積土。產量減少10%時，土壤銅濃度依土類而異，自 8～27mgkg^{-1}Cu(1M NH_4OAc,pH4.5之萃取的交換性銅量)或 20～37mgkg^{-1}Cu (0.1M HCl 之萃取的酸可溶性銅量)。水稻稻穀產量隨添加銅量達 160 mgkg^{-1}Cu以上，乾物產量明顯下降，受銅影響最巨者爲台灣粘土，次爲砂頁岩鹼性沖積土。當水稻稻穀減產10%時，土壤銅濃度因土類而異，除粘板岩酸性沖積土爲674 mgkg^{-1}Cu外，其餘自 20～36 mgkg^{-1}Cu (0.1MHCl之萃取量)。水稻植物體内各部分銅含量之大小順序爲稻根＞＞莖葉＞稻殼＞糙米＞白米，銅在水稻植體内的移動很慢，大多累積在根部，移動到莖葉的部分少，葉片的銅含量較不受土壤性質的影響，對生物造成的毒性較小。但銅在蔬菜類的移動較快，青江白菜葉片銅量主受pH、EC和游離鋁氧化物影響，其中以pH最重要，故若能適當的改良或控制這些因子，則蔬菜葉片中的銅量應可適當地被控制。對生物毒性較大。

關鍵詞：臨界濃度、累積轉移、1M NH_4OAc(pH4.5)、0.1M HCl

英 文 摘 要

Study of Relationships between Crop Growth and Copper Contaminated Soil in Taiwan

Y.C. Lee Y.P. Wang

Summary

This major subject is to investigate the impacts of heavy metal (Pb) contamination on soils and crops. To study soil lead infulenceon growth of vegetables and rice, seven wide area agricultual soil in Taiwan, latosol, sandstone-shale acid alluvial soil, slate alkline alluvial soil, sandstone-shale alkaline alluvial soil, Taiwan clay, slate acid alluvial soil and schist alluvial soil are used as materials. Thus,the critical toxic concentration of lead in varioussoil sand its translocation within plants can be determined.

Seven kind soils for test were treated with 0, 50, 150, 450 and 1350 $mgkg^{-1}$ Pb individually. There were 4 replications. They were planted rape and rice on pots. The results showed that the dry weight yield of rape was gradually reduced with increasing added lead except slate alkline alluvial soil. The sandstone-shale acid alluvial soil and red soil were most obviously influenced by lead, and slate acid alluvial soil the next. When the yield of rape reduced 10%, the soil lead concentration (extracted with 0.1M HCl) was diverse with various soil series from 105 to 2080 $mgkg^{-1}$ Pb, The effects of soil lead to rice was smaller, but the dry weight yield of rice was gradually reduced with increasing added lead. The slate and sandstone-shale alkaline alluvial soil were most obviously influence by lead, and slate acid alluvial soil the next. When the yield of rice reduced 10%, the soil lead concentration were various with different soil series from 210 to 20220 $mgkg^{-1}$Pb (extractedwith 0.1M HCl) except sandstone-shale alluvial soil not to be counted.The lead contents in several plant parts of rice were in the order as followings: root＞＞stem and leaf＞corse grain and fine grain. The movement of lead within rice was very slow, most of the lead was accumulated in roots, and that in stem and leaf parts was minor. The lead contents of leaf and root were more influenced by soil properties. The acid soil absorbed lead more than alkaline soil. but lead content of grain was less influenced by soil properties. It had little toxicity on animals and plants. But the count of lead in vegetables was more than in rice. The leaf lead content of the rape depended on sand, pH, EC, O.M., total base and free iron oxides. The leaf lead content of the rice depended on pH, EC and free manganese oxides. So the leaf lea dcontent of vegetables and rice could be moderately contralled as long as all the factors mentioned above be ameliorated or controlled.

Key Words: lead, soil group, vegetable, rice, critical concentration, accumulation and translocation

前　　言

在諸多重金屬中，鉛的熔點低(327°C)爲兩性金屬，主要使用於鉛蓄電池製造及汽油中添加劑，少量用於農藥中之殺蟲劑及水管製造等。造成土壤污染來源主要係工業廢水及廢氣之排放(王、譚，1989)。鉛之毒性強，移動性小，殘留性高，故極易造成環境污染。梅錦榮(1986)報告指出受鉛中毒感染的病者會有貧血、周緣神經病變，以及腦中樞神經中毒，如運動失調、抽搐、嘔吐不止、昏迷等。Underwood (1977)指出土壤的鉛很少對植物有效，對作物的毒害小。Alloway (1990) 指出藉由空氣傳輸含鉛微粒落於葉片，可能爲植體鉛含量重要來源。而Brazzaz等(1974)實驗指出，玉米和大豆生長在含高量鉛的土壤，光合作用和呼吸作用均被抑制。Allinson和 Dzielo(1981) 指出鉛在未污染土壤之植體濃度約1 $mgkg^{-1}$，當植株含鉛 50 $mgkg^{-1}$時，對動物和人體健康產生嚴重的後果。

目前臺灣地區鉛的主要污染源，除了汽機車排氣中含四乙基鉛外，舊鉛蓄電池製造廠、硬脂酸鉛製造廠....等，除了造成土壤污染外，皆會因長期接觸鉛粉塵或吸收廢氣或經由食物鏈而導致鉛中毒。台灣地區農田土壤鉛含量調查顯示(王、李、陳，1989)，列爲四級以上地區約有9,000公頃，分佈範圍除台東外皆有含鉛量偏高地區，其中以宜蘭面積較大，約3500公頃，然其最大值僅25 ppm，列爲鉛含量第四級之下限。洪正中等(1983)指出桃園觀音的高銀、蘆竹的基力二家塑膠安定劑製造廠和雲林虎尾台灣色料廠附近的稻田土壤及稻米已糟受嚴重的鉛污染，鉛含量約在6.7～1274 $mgkg^{-1}$之間，約爲自然水含量的 4～400 倍。而稻米含鉛量在0.08～3.60 $mgkg^{-1}$之間,除了造成稻作減產外，累積在土壤及稻米中之鉛量對生物及人類已產生潛在的危險性。

由於土壤種類繁多，土壤性質不同會影響重金屬的溶解度，進而對作物的臨界毒害濃度發生變化，有鑑於此，本研究以台灣主要耕地土壤—紅壤、砂頁岩酸性沖積土、砂頁岩鹼性沖積土、粘板岩酸性沖積土、粘板岩鹼性沖積土、片岩沖積土和台灣粘土等七種土類，探討重金屬鉛與作物（水稻與旱作）生育之關係，求出不同土壤栽培作物之臨界毒害濃度。

材 料 與 方 法

一、供試土壤的採集和理化性質分析

根據中興大學與農試所土壤詳測報告(王，1969,1975；孫，1971,1976；陳，1976,1979)，選取本省主要農耕土壤，有桃園楊梅紅壤 (可能相當於美國新分類土壤中的 Kandiperox ，謝及王，1989) 爲平鎮系；台中北溝砂頁岩酸性沖積土(Hapludults或Dystrochrepts)爲六股村系；彰化鹿港粘板岩鹼性沖積土(Haplaquepts) 爲鹿港系;台南學甲砂頁岩鹼性沖積土(Udifluvents) 爲岸內系；高雄吊雞林臺灣粘土 (Fragiaqualfs) 爲太康系；屏東內埔粘板岩酸性沖積土(Haplaquepts) 爲內埔系；和花蓮吉安片岩沖積土(Udifluvents，陳，1984)爲吉安系等七種土壤。

採土壤表土(深度0-30cm)，經風乾磨碎過 2 mm 篩網；按下述方法分析土壤的理化性質，分析結果列於表一：

1.pH值：土:水 = 1:1 (W/V)，平衡一小時後用pH計測定(McLean,1982)。

表一、供試土壤的物理與化學性質
Table 1. The physical and chemical properties of studied soils

土壤種類 Soil group	土系 Soil series	質地 Texture sand (%)	silt	clay	有機物 Organic matter (g/kg)	pH 1:1 H_2O	可交換陽離子 Exchangeable cation K	Na	Ca	Mg	陽離子交換能量 (CEC_7) cmol(+)/kg of soil	鹽基飽和度 BSP (%)	游離氧化物 Free oxide Fe	Mn	Al
							cmol(+)/kg of soil						(mg/kg)		
紅壤 Latosols	平鎮系 (Pc)	9.4	36.6	54.0 粘土(C)	10.1	4.7	0.02	0.09	0.95	0.53	8.66	18	21667	728	48.9
粘板岩鹼性沖積土 Slate alkaline alluvial soil	鹿港系 (Lu)	4.4	45.0	50.6 坋質粘土(SiC)	30.3	7.5	0.02	0.10	10.24	1.74	14.79	82	17166	208	26.7
粘板岩酸性沖積土 Slate acid alluvial soil	內埔系 (Np)	9.4	54.0	36.6 坋質粘壤土(SiCL)	16.1	6.4	0.01	0.09	4.76	0.91	5.95	97	14155	442	26.7
砂頁岩鹼性沖積土 Sandstone and shale alkaline alluvial soil	岸內系 (An)	33.4	48.0	18.6 壤土(L)	14.5	7.7	0.02	0.11	11.90*1	1.36	8.26	160*2	17767	312	182.2
砂頁岩酸性沖積土 Sandstone and shale acid alluvial soil	六股村系 (TLa)	63.4	25.0	11.6 砂質壤土(SL)	13.8	4.9	0.02	0.08	1.67	0.64	6.57	37	9620	234	0
片岩沖積土 Schist alluvial soil	吉安系 (Ca)	19.4	61.0	19.6 坋質壤土(SiL)	22.3	6.2	0.02	0.09	5.71	0.72	7.40	88	11960	104	31.1
台灣粘土 Taiwan clay	太康系 (Tk)	2.4	29.0	68.6 粘土(C)	22.7	7.7	0.05	0.15	12.14	5.20	21.45	82	23400	494	33.3

*1:可交換性Ca大於CEC,因分析時Free carbonate 溶出所致。
*2:土壤之鹽基飽和度>100%,可能土壤位於海邊或有石灰質母質所致。

2.粒徑分析: ASTM Bouyoucos scale 比重計法(Gee及Bauder,1986)。
3.質地: U.S.D.A.法 (Gee 和 Bauder,1986)。
4.電導度: 土:水 = 1:2 (W/V),充分攪拌後,放置 1 小時並間隔攪拌兩次,平衡後,以Suntex(上泰儀器) SC-17A型電導度計測定 (Rhoades,1982)。
5.有機質: 重鉻酸鉀氧化法 (Walkley-Black method) (Nelson及Sommer,1982)。
6.陽離子交換能量 (CEC) 和交換性陽離子(鈣、鎂、鉀、鈉): 醋酸銨法 (1M NH_4OAc,pH7.0) (Rhoades, 1982)。
7.黏土礦物: X光繞射法 (Jackson,1979)。
8.游離氧化鐵、氧化鋁、氧化錳測定: 取 2g 土,加100 ml Tamm's solution (0.1M草酸和 0.175M 草酸銨,pH 3.25),混合後置入熱水浴 (~100°C),鐵和錳用原子吸光儀測定,鋁用比色法測定(Sampath, 1980)。

二、盆栽試驗:

七種土壤除分別設對照組外,每公斤土壤添加鉛 50、150、450、1350毫克,共五種處理,每種處理重複四次共計 140 盆,其中一盆裝不銹鋼網,以便根系照相觀察及清洗,採完全逢機設計。鉛以氯化鉛溶液添加到土中,重金屬與土壤均勻混合,經濕乾三次每次約二星期,共約六星期,平衡後土壤裝盆種植,77年1月7日種植青江白菜,每盆種五株,蔬菜採收後,再於3月8日種植水稻,每盆種 1叢 (共5 株) 。青江白菜與水稻生長期間之肥料用量與用法按一般的施肥量及施肥法。青江白菜每盆施用硫酸銨1.6克, 過磷酸鈣1.0克, 氯化鉀0.36克。水稻每盆施基肥尿素0.45克、過磷酸鈣1.33克、氯化鉀0.2克, 並另施追肥3次, 共施尿素0.84克, 氯化鉀0.2克。

三、土壤和植物體的採樣及分析:

採取作物種植前後的土壤,風乾並磨碎,過 2 mm 篩網。作全量分析(HNO_3 -$HClO_4$=5:2,V/V) 和用不同萃取劑 (10:1之0.1M HCl; 10:1 之1M NH_4OAc,pH 4.5; 2:1之 0.005M DTPA, pH7.3 和 2:1之蒸餾水) (農林水產技術會議事務局, 1972; Baker等, 1982), 分析各主要土類不同形態之鉛含量。植物體亦經過70°C乾燥磨碎, 利用硝酸及過氯酸濕灰化法分解後(農林水產技術會議事務局, 1972; Tucker, 1974) , 以原子吸光儀分別分析青江白菜莖葉(由於青江白菜根易斷,不易收集, 故未分析根之鉛含量) 和水稻稻根、莖葉、稻殼、糙米和白米之鉛全量。

結 果 與 討 論

一、鉛對作物生長之影響

青江白菜和水稻爲兩種極端不同的作物, 分別代表旱田與水田的兩種不同土壤條件下的作物, 且可食用的部位亦不相同, 台灣主要七類農耕土壤盆栽青江白菜和水稻結果, 產量及受害程度隨鉛添加濃度與土類不同而有所差異, 在生長過程中觀察鉛對青江白菜和水稻之影響, 其發生毒害症狀分別如下:

1.蔬菜: 發芽率降低, 植株矮小, 葉緣黃化或白化, 葉片有皺縮捲曲的現象但受害嚴重時甚至枯萎死亡。根長及根密度減少, 但並不明顯。由表二顯示當鉛添

表二、鉛對青江白菜和水稻之乾重相對產量之影響
Table 2. Effect of lead on ralative yield of dry matter in rape and rice

土 壤 Soil group	鉛添加量 added Pb (mgkg^{-1})	青江白菜 rape D.W. (g)	青江白菜 rape R.Y. (%)	水稻 rice grain D.W. (g)	水稻 rice R.Y. (%)
	0	0.52^{a}	100	23.49^{a}	100
紅 壤	50	0.44^{a}	85	25.59^{a}	109
latosols	150	0.25^{b}	48	25.15^{a}	107
	450	0.16^{bc}	31	21.94^{a}	93
	1350	0.19^{bc}	37	10.13^{b}	43
砂頁岩酸性	0	2.04^{a}	100	26.34^{a}	100
沖積土	50	1.31^{b}	64	20.62^{bc}	78
Sandstone and	150	0.59^{c}	29	20.36^{c}	77
Shale acid	450	0.09^{d}	4	26.91^{c}	102
alluvial soil	1350	0.09^{d}	4	25.37^{ab}	96
粘板岩鹼性	0	2.51^{a}	100	20.08^{a}	100
沖積土	50	3.13^{a}	125	12.75^{c}	64
Slate alkaline	150	1.96^{b}	78	13.91^{bc}	69
alluvial soil	450	3.10^{a}	124	14.88^{b}	74
	1350	3.06^{a}	122	12.68^{c}	63
砂頁岩鹼性	0	5.01^{a}	100	29.49^{a}	100
沖積土	50	3.95^{ab}	79	15.80^{b}	54
Sandstone and	150	3.29^{b}	66	16.76^{b}	57
Shale alkaline	450	4.25^{ab}	85	14.54^{b}	49
alluvial soil	1350	3.99^{ab}	80	12.01^{c}	41
	0	3.52^{ab}	100	22.57^{a}	100
台灣粘土	50	4.47^{a}	127	20.43^{ab}	91
Taiwan clay	150	3.17^{b}	90	18.11^{b}	80
	450	3.35^{b}	95	19.19^{ab}	85
	1350	3.07^{b}	87	20.59^{ab}	91
粘板岩酸性	0	3.12^{a}	100	22.48^{a}	100
沖積土	50	3.76^{a}	121	16.00^{b}	71
Slate acid	150	3.33^{a}	107	14.85^{b}	66
alluvial soil	450	3.31^{a}	106	16.37^{b}	73
	1350	1.13^{b}	36	17.85^{b}	79
	0	5.35^{a}	100	21.27^{a}	100
片岩沖積土	50	3.59^{bc}	67	15.75^{b}	74
Schist	150	4.32^{ab}	81	14.59^{bc}	69
alluvial soil	450	3.85^{abc}	72	14.75^{b}	69
	1350	2.56^{c}	48	13.17^{c}	62

註1 ：不同英文字母表處理間彼此有差異且達5%顯著水準
字母相同表處理間差異很小且未達5%顯著水準
註2 ：D.W.=Dry Weight, R.Y.=Reltive Yield

加濃度在150 mgkg^{-1}Pb時，砂頁岩酸性沖積土之相對產量已降至30%以下，紅壤則降至50%以下，而砂頁岩鹼性沖積土和片岩沖積土則降至80%以下。而當添加量達 1350 mgkg^{-1}Pb 時,在酸性及微酸性土壤生長的白菜均受此濃度鉛的影響，相對產量除片岩沖積土外均已降至30%以下。影響最巨者爲砂頁岩沖積土和紅壤，次爲片岩沖積土和黏板岩酸性沖積土。以此推測鉛對青江白菜生長之生物有效性以酸性土壤較大，微酸性土壤次之，鹼性土較少，故鹼性土壤不受鉛的影響。此可能是因青江白菜不適合酸性土壤生長，再加上土壤中鉛之毒害所致。

2.水稻：隨鉛添加濃度增加，分蘖數減少，生長速度逐漸降低，但並無顯著的毒害症狀。由表二顯示當土壤鉛添加濃度達50 mgkg^{-1} 時，水稻稻株及稻穀乾物相對產量除紅壤、砂頁岩酸性沖積土和台灣粘土較不受鉛影響外，其餘四種土壤生長的水稻稻株和稻穀之相對產量均已降至80%以下。各土類中生長的水稻受鉛濃度影嚮最巨者爲砂頁岩鹼性沖積土，次爲粘板岩鹼性和酸性沖積土及片岩沖積土。此可能因水稻的生長與土壤性質有關，其最適生長的pH約爲6.6(由浸水土壤之溶液所測得者）。酸性土壤受浸水的影響，pH常會提高，且極爲明顯，對水稻之吸收養分有良好影響，且減少Al、Mn毒害(郭魁士，1983)，鉛的毒害亦因pH升高而降低。

二、鉛在作物體內含量與吸收後吸收分佈情形

1.青江白菜

由收穫後地上部植物體分析結果(如表三)得知，即使作物不添加鉛，但因土壤內含有有效性鉛量的影響，植體組織仍可從土壤吸收一些有效性鉛。土壤添加量自0～1350 mgkg^{-1} Pb 時，青江白菜葉片含鉛量分別爲：紅壤和砂頁岩酸性沖積土爲9～252 mgkg^{-1}Pb，粘板岩鹼性沖積土爲12～97 mgkg^{-1}Pb，粘板岩酸性沖積土爲 9～52 mgkg^{-1} Pb，砂頁岩鹼性沖積土、台灣粘土和片岩沖積土爲 9～41 mgkg^{-1}Pb。在同一施用Pb條件下，以強酸性的紅壤和砂頁岩酸性沖積土生長的青江白菜葉片的含鉛量較高，其他五種微酸至微鹼性土壤則較低。當土壤中鉛添加量至150 mgkg^{-1}Pb時，紅壤和砂頁岩酸性沖積土之青江白葉片鉛含量已逐漸上升至31～40 mgkg^{-1} Pb，其他五種土壤之青江白菜葉片鉛含量則在 12～15 mgkg^{-1} Pb，爲紅壤與砂頁岩酸性沖積土之一半弱。而當土壤鉛添加量至 450 mgkg^{-1} 時，紅壤和砂頁岩酸性沖積土之青江白菜葉片之鉛含量增加極爲顯著，範圍自 101～119 mgkg^{-1} Pb。而其他五種微酸性至微鹼性的土壤在添加鉛量達 450 mgkg^{-1} Pb 時，青江白菜葉片的鉛含量才逐漸升高，範圍在 15～24 mgkg^{-1} Pb，更是偏低,約爲紅壤與砂頁岩酸性沖積土白菜含量之14至20%。當土壤添加鉛量至 1350 mgkg^{-1} Pb 時，葉片的鉛含量明顯的增加，酸性土的紅壤與砂頁岩酸性沖積土爲240～252 mgkg^{-1}Pb，次爲粘板岩鹼性沖積土達97 mgkg^{-1}Pb，其餘四種土壤葉片鉛含量則在37～52 mgkg^{-1} Pb。鹼性土白菜Pb含量約爲酸性土之15～20%，可見蔬菜在酸性土壤環境下，不但生長不良，又易在植體中累積多量的鉛，因鉛的溶解度會隨土壤pH之降低而增高 (Murry, 1974)，因此在酸性土壤中，白菜易累積多量的鉛。在鹼性土壤中鉛不易溶解，不易爲作物吸收，植體較不易累積多量的鉛。因爲在高pH的土壤下，鉛易形成氫氧化物(Harter, 1983)、磷酸鹽(Santillan和Jurinak, 1975)或碳酸鹽沉澱(Giffin和Shimp, 1976)。生長於盆栽中的青江白菜由於根細易斷不易收集，無法求出白菜植物體中鉛的轉移情形。

表三、盆栽收穫期青江白菜和水稻植體中不同部位鉛含量
Table 3. Lead contents of upper parts for rape and rice on harvest

Soil group	added Pb	Pb content of plant: rape leaf	rice grain cleaned	rice grain coarse	rice skin	rice leaf	rice root
		mgkg^{-1}					
	0	9.4	N.D.*	N.D.	N.D.	N.D.	3.8
紅 壤	50	9.5	0.73	0.73	1.46	4.4	147
latosols	150	41	0.73	0.73	1.46	14.6	427
	450	119	0.73	0.73	1.46	56	1710
	1350	252	0.73	0.73	2.92	109	9390
砂頁岩酸性	0	15.6	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	4.1
沖積土	50	22	0.73	0.73	1.46	1.46	59
Sandstone and	150	31	0.73	0.73	1.46	7.4	412
Shale acid	450	102	0.73	0.73	1.46	25	1890
alluvial soil	1350	240	0.73	0.73	2.92	53	9560
粘板岩鹼性	0	12.5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.4
沖積土	50	12.5	0.73	0.73	1.46	1.46	59
Slate alkaline	150	12.5	0.73	0.73	1.46	4.4	221
alluvial soil	450	15.6	0.73	0.73	1.46	8.8	1390
	1350	97	0.73	0.73	2.92	4.4	1860
砂頁岩鹼性	0	9.4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.4
沖積土	50	12.5	0.73	0.73	1.46	1.46	74
Sandstone and	150	15.6	0.73	0.73	1.46	1.47	177
Shale alkaline	450	15.6	0.73	0.73	1.46	7.4	1000
alluvial soil	1350	41	0.73	0.73	2.92	14.7	9560
	0	9.1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.7
台灣粘土	50	12.1	0.73	0.73	1.46	1.46	29
Taiwan clay	150	12.1	0.73	0.73	1.46	4.4	125
	450	24.3	0.73	0.73	2.92	8.8	426
	1350	39	0.73	0.73	4.41	25	2400
粘板岩酸性	0	9.1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	2.1
沖積土	50	9.1	0.73	0.73	1.46	1.46	81
Slate acid	150	12.1	0.73	0.73	1.46	4.41	250
alluvial soil	450	24.3	0.73	0.73	2.92	22	1040
	1350	52	0.73	0.73	5.88	43	8190
	0	12.3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.7
片岩沖積土	50	12.3	0.73	0.73	1.46	1.46	103
Schist	150	12.3	0.73	0.73	1.46	4.41	338
alluvial soil	450	18.4	0.73	0.73	2.92	10.3	1510
	1350	37	0.73	0.73	4.41	21	10210

註 N.D.: 偵測不到

2.水稻

收穫後植物體各部分鉛含量經分析結果如表三，水稻地上部植體離地越高，其含鉛量受鉛添加量的影響越少。在不同耕地土壤下，莖葉與稻殼之鉛含量，隨土壤鉛添加量增加至 50～1350 mgkg^{-1} Pb 仍然增加莖葉或稻殼之鉛含量，其莖葉鉛含量自 1.5～109 mgkg^{-1}，尤其以紅壤的莖葉含鉛量最高，其次爲砂頁岩和粘板岩酸性沖積土。但稻殼鉛含量則以粘板岩酸性沖積土較高，達 5.9 mgkg^{-1} Pb，台灣粘土和片岩沖積土次之。而七種土壤之白米和糙米的鉛含量很少，主要農耕土壤所得者均偵測不到，增加 Pb 者，自添加量 50 mgkg^{-1}Pb以上均爲0.73 mgkg^{-1}Pb。然而稻根則累積吸收多量的鉛，隨土壤鉛添加量之增加，稻根之鉛含量明顯增加，此種增加量隨土類不同而濃度有所不同。當土壤添加鉛量達 1350 mgkg^{-1}Pb時，根部含鉛量自1860～10210mgkg^{-1} Pb，其中以微酸性片岩沖積土最高達 10000 mgkg^{-1} Pb 以上，爲原土壤添加鉛量之7.5倍。其次爲砂頁岩酸性沖積土、砂頁岩鹼性沖積土、紅壤及粘板岩酸性沖積土，在8190～9560 mgkg^{-1}Pb，爲原來土壤鉛添加量之6～7倍。而以粘板岩鹼性沖積土和台灣粘土稻根鉛含量最低，分別爲1860與2400 mgkg^{-1} Pb,爲原土壤添加鉛量之1.4～1.8倍。此可能因土壤質地、酸鹼值和有機質含量不同影響土壤內的鉛溶解度及被吸附量所造成。因爲鉛在pH7以上，會特殊吸附在層狀矽酸鹽粘土礦物，如雲母、高嶺石和蒙特石(Miragaya等, 1981)。且鉛在有機膠體表面易和有機質產生不溶性的鉛螯合物(Lagerwerff, 1972)。七種主要農耕土壤之植體各部分，分根、莖葉、稻殼、糙米、白米的鉛含量分佈比例如表四所示,不論土壤添加鉛量的多寡，根吸收的鉛量均佔90%以上。而地上部如稻穀和稻葉中鉛含量所佔的比例均在3%以內。而白米和稻米中鉛含量所佔的比例更低，幾乎均在1%以內。鉛在地上部植體(白米、糙米、稻殼和莖葉)內所佔之比例隨土壤添加鉛量的增加而減少，而地下部的稻根則隨土壤添加鉛量的增加而增加。由此可知鉛在植體內的移動性極小,90%以上累積在根部，當其累積量超過植株所能忍受之最大值時，即會造成根部機能的障礙，影響植株的生長(王銀波,1985),因土壤中的鉛可經由植物根毛吸收,儲存於根部細胞之細胞壁，正如Rolfe(1973)指出，植物吸收鉛後，似乎大多累積在根系,只有含鉛相當高的土壤，才會有顯著的鉛量轉移至葉部，故轉移至地上部的部份相對的減少。以土壤添加鉛量達1350 mgkg^{-1} Pb爲例，鉛在水稻植體各部份的含量大小順序爲稻根 (佔總吸收量的99.3%) ＞＞莖葉(0.55%)＞稻殼 (0.12%)＞糙米(0.02%)、白米(0.02%) 。可見重金屬鉛在水稻植體的移動很慢，吸收後之分佈以最下部的稻根最多，稻葉次之，最上面的稻穀最少，稻穀重金屬量轉移進入量少，對人體所造成的影響較小。由表四所示，在鉛污染的土壤中，青江白菜莖葉可吃部份的含鉛量較水稻稻穀部份高很多，故可知鉛在青江白菜的植體中的移動比水稻快，累積積在地上部可吃部份的量亦多，經由食物鏈對人體造成不利的影響可能較大。

三、不同土壤中鉛的萃取量與作物產量之關係

1.蔬菜

經盆栽青江白菜試驗結果之各處理乾物產量已在一項述及，青江白菜植株之乾物重量在各類土壤中因鉛添加量而遞減，受影響最大的是紅壤和砂頁岩酸性沖積土，次爲片岩沖積土和粘板岩酸性沖積土。當添加鉛量達150 mgkg^{-1}Pb時

表四、水稻各部分植體吸收鉛含量的分佈比例(七種農耕土壤平均值)
Table 4. The sequence for the distribution rates of lead in rice

added Pb ($mgkg^{-1}$)	Distribution rate of Pb in plant organisms: grain, cleaned (%)	grain, course (%)	skin (%)	leaf (%)	root (%)
0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
50	1.24	1.06	2.12	2.39	93.3
150	0.30	0.30	0.77	2.35	96.8
450	0.08	0.07	0.31	1.85	98.2
1350	0.02	0.02	0.12	0.55	99.3

註 N.D.:偵測不到

，紅壤和砂頁岩酸性沖積土之青江白菜之相對產量均降至50%以下，且除了粘板岩鹼性和酸性沖積土外，其餘土壤青江白菜之相對產量均已降低。而當鉛添加量達 1350 $mgkg^{-1}$Pb時，粘板岩酸性沖積土和片岩沖積土之相對產量亦降至50%以下，並達統計上之顯著水準。

若以生物有效性 (Bioavailability)考慮，在不同土壤內鉛之生物有效性，由 0.1M HCl、1M NH_4OAc(pH4.5)、0.005M DTPA (pH7.3)和 dist.H_2O萃取的土壤鉛量(表五)，其中 0.1M HCl 萃取的酸可溶性鉛量最多，其次爲1M NH_4OAc(pH 4.5)萃取的可交換性鉛量，再其次爲0.005M DTPA(pH7.3)萃取的拑和性鉛，而以dist. H_2O 萃取的水溶性鉛量最少。以四種萃取劑萃取的土壤鉛量與作物乾物產量的關係推測之相關大小如表六，其中只有水溶性鉛與白菜乾物重產之相關性達5%顯著，但相關性並不佳。若以各別土壤之鉛萃取量(0.1M HCl之萃取量)與其乾物重產量作相關(如表七所示)，則僅有粘板岩酸性沖積土之萃取量(x)與生長其上的白菜乾物產重(y)呈很好的相關，且達5%顯著水準。其相關式爲 $y = 3.64 - 0.002x$，$r^2=0.88^*$，故當產量減少10、20、50%時，其0.1M HCl之萃取量依次爲210、420、1050$mgkg^{-1}$Pb. 而其他土壤由於迴歸係數不顯著，故無法預測白菜的臨界毒害濃度。

2.水稻

盆栽水稻之各處理乾物產重如表二，水稻稻穀之乾物產量因土類種類及土壤內鉛添加量而異，受影響最大的是砂頁岩鹼性沖積土，其次爲黏板岩鹼性和酸性沖積土及片岩沖積土。當鉛添加量達 50 $mgkg^{-1}$Pb時，除台灣粘土、紅壤和砂頁岩酸性沖積土外，其餘四種土壤水稻之相對產量均已降至70%以下。而當添加量達1350 $mgkg^{-1}$Pb 時，除台灣粘土和砂頁岩酸性沖積土外，其餘土壤水稻之相對產量大都降至60%以下，其中以紅壤最爲嚴重。

由表六知水稻以0.1M HCl和1M NH_4OAc(pH4.5)萃取土壤中的鉛量與乾物產量相關較好，且達5%顯著水準，此時表示0.1M HCl和1M NH_4OAc (pH4.5)萃取鉛量對水稻而言，最具生物有效性，與產量之相關最佳，故各類土壤之水稻稻穀產量(y)與0.1M HCl萃取出的土壤酸可溶性鉛含量(x)之關係可由直線式 ($y=a+bx$) 求得，由此關係式可求得水稻產量減少10、20、50%時各土類鉛之臨界濃度

表五、不同萃取劑萃取的土壤鉛含量
Table 5. The contents of Pb extracted by various extractant from soils

Soil group	added Pb	Pb contents of soil: total ($mgkg^{-1}$)	0.1M HCl	1M NH_4OAc	0.005M DTPA	H_2O
紅 壤 latosols	0	39	12	8.0	3.2	1.17
	50	85	51	45	13.8	1.17
	150	185	130	140	31	1.16
	450	485	390	370	120	4.63
	1350	1380	1230	1080	300	67.1
砂頁岩酸性沖積土 Sandstone and Shale acid alluvial soil	0	23	12	7.7	5.6	1.16
	50	70	56	42	39	1.17
	150	165	130	120	93	1.16
	450	475	420	380	310	3.47
	1350	1370	1220	1100	1090	13.9
粘板岩鹼性沖積土 Slate alkaline alluvial soil	0	40	20	14	12	1.16
	50	90	60	51	42	1.17
	150	190	160	140	110	0.86
	450	490	440	350	330	1.16
	1350	1390	1190	1030	960	1.16
砂頁岩鹼性沖積土 Sandstone and Shale alkaline alluvial soil	0	24	16	6.5	5.9	1.17
	50	70	53	43	29	N.D.
	150	170	140	120	84	N.D.
	450	475	420	340	280	1.16
	1350	1370	1230	1200	780	1.16
台灣粘土 Taiwan clay	0	39	14	8.0	8.1	1.17
	50	90	48	36	40	N.D.
	150	190	130	100	110	N.D.
	450	490	400	320	320	1.16
	1350	1390	1230	1010	1090	N.D.
粘板岩酸性沖積土 Slate acid alluvial soil	0	34	16	8.7	8.2	1.17
	50	90	63	43	39	N.D.
	150	180	170	110	100	1.16
	450	485	450	410	360	2.31
	1350	1380	1360	1120	930	2.31
片岩沖積土 Schist alluvial soil	0	33	16	5.1	5.0	2.33
	50	83	62	35	31	0.86
	150	180	150	100	90	1.16
	450	480	440	320	27	2.31
	1350	1380	1360	1190	1060	1.16

表六、 萃取劑抽取的土壤鉛量與作物產量的關係

Table 6. The relation between extractable lead of soil and crop yield

	extractrants	a	b	r
rape	0.1M HCl	2.90	-0.001	0.22
	1M NH_4OAc	2.90	-0.001	0.22
	0.005M DTPA	2.77	-0.001	0.14
	Dist H_2O	2.79	-0.050	0.35*
rice (grain)	0.1M HCl	20.15	-0.004	0.35*
	1M NH_4OAc	19.98	-0.005	0.32*
	0.005M DTPA	19.64	-0.004	0.24
	Dist H_2O	19.09	-1.190	0.20

y = a + b x

。各類土壤水稻減產10%之(以0.1M HCl萃取之鉛濃度)臨界濃度：紅壤和砂頁岩鹼性沖積爲 210與250 $mgkg^{-1}Pb$；粘板岩鹼性沖積土和片岩沖積土爲 450 與470 $mgkg^{-1}Pb$；黏板岩酸性沖積土爲2950 $mgkg^{-1}Pb$；台灣黏土和砂頁岩酸性沖積土爲20220 $mgkg^{-1}Pb$ 以上。但這些臨界濃度之含量只有紅壤相關最好且達1%顯著水準。

四、作物產量及植物體鉛含量之關係

1.蔬菜

若將青江白菜葉片的含鉛量(x)與其乾物重產量(y)的關係作相關，可得一關係式 y=3.209-0.0148x，R^2=0.31**，此表示當白菜葉片之銅含量越高，則乾物產量則越低。但若將生長在各別土壤之青江白菜葉片的含鉛量(x)與各別土壤之乾物重產量(y)的關係分別作相關(如表七)，則只有粘板岩酸性沖積土相關最好且達5%顯著水準。

2.水稻

水稻葉片的含鉛量(x)與其乾物重產量(y)的關係式爲 y=19.2-0.0328x，R^2=0.022，水稻稻根的含鉛量(x)與其乾物重產量(y)的關係式爲 y = 19.53-0.00043x，R^2=0.08。此兩種關係式不但相關性差且均未達顯著水準，表示水稻植體莖葉和稻根的鉛含量與水稻產量並無明顯之關係存在。但若將生長在各別土壤之水稻葉片和稻根的含鉛量(x)與各別土壤之乾物重產量(y)的關係分別作相關(如表七)，則只有紅壤相關最好且達顯著水準。其關係式依次爲 y= 26.03 - 0.13x，R^2=0.87*；y=24.95-0.00158x，R^2=0.98** 。故由此關係式可得知在紅壤生長的水稻若紅壤含高量的鉛，則稻根的含鉛量越高，莖葉的含鉛量亦相對的偏高，且產量亦隨之降低。

表七、七種主要農耕土壤之青江白菜和水稻莖葉中的含鉛量與乾物重產量之相關係

Table 8. The relation between lead content offloiage and dry weight in rape and rice for seven major soils

Soil group	Linear regression function y = a + b x	r^2
	rape	
Latosol	y =0.41-0.00113x	0.54
Sandstone and shale acid alluvial soil	y =1.35-0.00637x	0.51
Slate alkaline alluvial soil	y =2.61-0.0048x	0.13
Sandstone and shale alkaline alluvial soil	y =4.34-0.0127x	0.07
Taiwan clay	y =3.95-0.0223x	0.25
Slate alkaline alluvial soil	y =4.06-0.053x	0.87*
Schist alluvial soil	y =5.33-0.076x	0.62
	rice	
Latosol	y =26.03-0.13x	0.87*
Sandstone and shale acid alluvial soil	y =22.86-0.061x	0.18
Slate alkaline alluvial soil	y =16.25-0.364x	0.16
Sandstone and shale alkaline alluvial soil	y =21.44-0.745x	0.45
Taiwan clay	y =20.32-0.018x	0.01
Slate alkaline alluvial soil	y =17.77-0.019x	0.01
Schist alluvial soil	y =17.85-0.264x	0.50

五、土壤性質對作物吸收鉛量之影響

1.隨處理鉛濃度增加葉片含鉛量隨之增加，但土壤性質不同葉片含鉛量亦不同由表八可知蔬菜和水稻葉片鉛含量與某一些土壤性質有直線關係。因此以土粒大小、酸鹼度、導電度、有機質、鹽基飽和度及游離鐵、鋁、錳氧化物等代表土特性之物質尋求關係，除土壤內鉛含量外，由表九知青江白菜的鉛含量與土壤砂粒和游離錳氧化物成正相關，但與其他因子成負相關。其中砂粒、pH、EC (電導度)、O.M.(有機質)，tatal base (鹽基總和)和游離鐵氧化物達顯著水準，表示土壤性質中以這些因子爲控制青江白菜葉片鉛含量的主要因子，pH、EC、O.M.、total base、游離鐵氧化物越低，葉片鉛含量越高。並由逐步迴歸方程式得知青江白菜葉片鉛含量與各土壤性質之關係爲 y = − 33.43 + 0.49 sand(%) + 6.38 O.M. (%) − 2.47 total base (cmol/kg) + 0.003 Fe($mgkg^{-1}$)。故若能適當的改良或控制這些因子，則葉片中的鉛量應可適當地被控制。

2.水稻

水稻葉片鉛含量與土壤的砂粒、坋粒、游離鐵和游離錳氧化物成正相關，但與粘粒，pH，EC，O.M.，total base，游離鋁氧化物成負相關。其中pH、EC和游離錳氧化物相關最好且達極顯著水準。並由水稻葉片銅量與土壤性質求逐步迴歸方程式得 y = − 29.89 − 6.44 pH + 0.86 E.C. (μS/cm) − 2.74 base(cmol/kg) + 0.05 Mn($mgkg^{-1}$) + 0.01 Al ($mgkg^{-1}$)。發現水稻葉片鉛含量受土壤的 pH、EC、base、游離錳鋁氧化物影響，若能適當的控制或改良這些因子，則水稻葉片的含鉛量應可適當的控制。

表八、 蔬菜和水稻葉片鉛量與土壤性質之相關性(土壤添加鉛450 $mgkg^{-1}$ 時)
Table 9. The relation between lead content of floiage on rape and ric
and soil properties

soil properties	the coefficient of correlation rape	rice
	----------- $mgkg^{-1}$ -----------	
Sand(%)	0.368**	0.010
Silt(%)	-0.129	0.162
Clay(%)	-0.312	-0.119
pH	-0.838*	-0.823**
EC(μS/cm)	-0.667*	-0.730**
O.M.(%)	-0.707**	-0.686
total base(cmol/kg)	-0.707**	-0.749
free Fe oxides($mgkg^{-1}$)	-0.049**	0.172
free Mn oxides($mgkg^{-1}$)	0.529	0.728**
free Al oxides($mgkg^{-1}$)	-0.127	-0.220

結　論

鉛污染七種土類對作物生長之影響及作物減產10%之臨界濃度研究結果顯示:

(1).鉛對作物的毒害程度，隨土壤和作物種類不同而有所差異，當土壤添加鉛時，紅壤、砂頁岩酸性沖積土和粘板岩酸性沖積土等酸性土的青江白菜葉片開始黃化或白化捲曲，嚴生時尖端燒焦狀，鉛添加量至1350 $mgkg^{-1}$Pb時，生長降低甚至枯萎。盆栽蔬菜時，土壤的 pH 越低，受害越嚴重。盆栽水稻時，因浸水關係使土壤之 pH 提高，使得pH之影響減低。當土壤添加鉛量在50 $mgkg^{-1}$ Pb以上強酸性土受鉛的影響較小，而微酸性至微鹼性土壤除台灣粘土外,其餘土壤之水稻稻穀相對產量均已降低至70%以下。葉菜類蔬菜受鉛毒害程度之大小順序依次爲砂頁岩酸性沖積土、紅壤＞片岩沖積土＞粘板岩酸性沖積土＞砂頁岩鹼性沖積土＞台灣粘土＞粘板岩鹼性沖積土。在水稻方面各土類之水稻受害程度大小順序依次爲砂頁岩鹼性沖積土＞粘板岩鹼性沖積土、片岩沖積土、粘板岩酸性沖積土＞紅壤、台灣粘土和砂頁岩酸性沖積土。

(2).以土壤添加 1350 $mgkg^{-1}$ Pb 時，水稻植物體各部分鉛含量之大小順序爲稻根(佔總吸收量的99.3%)＞＞莖葉(0.55%)＞稻殼(0.12%)＞糙米(0.02%)＞白米(0.02%)，鉛在水稻體內的移動極慢，對動物造成的毒性較小。但鉛在蔬菜類的移動較快，對動物毒性較大。

(3).由土壤的鉛含量與作物乾物產量之相關性得知,葉菜類蔬菜以dist. H_2O爲最佳萃取劑，而水稻以 0.1M HCl 爲最佳萃取劑。但其相關係數並不高。只有粘板岩鹼性沖積土相關較佳且達5%顯著水準。而水稻則以 0.1M HCl 與 1M NH_4OAc(pH4.5)爲較佳萃取劑，但相關係數亦不高，只有紅壤相關最佳且達1%極顯著水準。

(4).由作物產量及植物體鉛含量之關係得知，青江白菜莖葉的鉛含量與其乾物質產量有關，且達 1%極顯著水準，其中又以粘板岩酸性沖積土之白菜葉片鉛含量與乾物重產量相關最好，且達 1%極顯著水準。水稻莖葉的鉛含量與其乾物質產量並無明顯相關。但紅壤之水稻葉片鉛含量與乾物重產量相關最好，且達1%極顯著水準。

(5).七種土壤生長之青江白菜葉片銅量主受 Sand、pH、EC、O.M.、total base和游離鐵氧化物影響，其中以pH、EC、O.M.、total base相關最好且達 5%以上顯著水準，而水稻植體中的鉛大多累積在根部，但亦有一些移動到莖葉,其葉片的鉛含量與pH、EC和游離錳氧化物的相關較好且達1%顯著水準。故若能適當的改良或控制這些因子，則葉片中的鉛量應可適當地被控制。

參 考 文 獻

1. 王明果等. 1969. 彰化縣土壤調查報告。中興大學土壤學系.
2. 王明果等. 1969. 台南縣土壤調查報告。中興大學土壤學系.
3. 王明果等. 1975. 高雄縣土壤調查報告。中興大學土壤學系.
4. 王銀波. 1985. 重金屬鉻、銅、鋅、鎘、鉛對作物毒性之研究. 公害對農業生產之影響研討會論文專集. 農藥所印行. p.105-118。
5. 王銀波、李國欽、陳尊賢. 1989. 台灣土壤中重金屬資料庫與其含量分佈. 第一屆土壤污染防治研討會論文集. p.137-152.
6. 王銀波、譚鎮中. 1989. 鉛蓄電池廠附近土壤之鉛污染. 第一屆土壤污染防治研討會論文集. p.181-201.
7. 洪正中、易國增、張嵩林. 1983. 含鎘鉛之工業廢水污染農業環境之探討。中華民國環境保護學會會報 6(2):7-19。
8. 孫存禮等. 1971. 屏東縣土壤調查報告。中興大學土壤學系.
9. 孫存禮等. 1976. 台中縣及南投縣土壤調查報告。中興大學土壤學系.
10. 梅錦榮. 1986. 輕度鉛毒對腦功能的影響. 中華民國環境保護學會會誌 第九卷第二期, 15-21.
11. 郭魁士. 1983. 土壤學。p. 299。
12. 陳春泉. 1976. 桃園縣土壤調查報告。台灣省農業試驗報告.
13. 陳春泉. 1979. 花蓮及台東縣土壤調查報告。台灣省農業試驗報告.
14. 陳尊賢. 1984. 台灣水田土壤調查與分類之今後模式一桃園濱海地區水田土壤之生成、化育與分類之研究。國立台灣大學農業化學研究所博士論文.
15. 農林水產技術會議事務局. 1972. 土壤及作物體中重金屬之分析法, 日本土壤肥料學雜誌第43卷第七號, p268-270, p307。
16. 謝兆申、王明果. 1983. 台灣土壤. 國立中興大學土壤調查試驗中心編印.
17. Allinson. D. W., and C. Dzielo. 1981. The influence of lead, cadmium and nickel on the growth of rye-grass and oat. Plant Soil. 62:81-89.
18. Alloway, B. J.(ed). 1990. Heavy metals in soils. Halsted Press. New York.
19. Baker, D.E., and M.C. Amacher. 1982. nickel，copper，zinc，and cadmiun. In Page，A.L. ed. Methods of soil analysis. Part 2. ASA. NO. 9:323-336.

20. Brazzez, F. A., G. L. Rolfe, and P. Windle. 1974. Differing sensitivity of corn and soybean photossynthesis and transpiration to lead contamination. J. Environ. Qual. 3:156-158.
21. Gee, G. W., and J. W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. In A. Klute (ed.). Methods of soil analysis, Part 1. 2nd ed. Agronomy 9: 383-409.
22. Griffin, R. A., and N. F. Shimp. 1976. Effect of pH on exchange-adsorption or precipitation of lead from landfill leachates by clay minerals. Environ. Sci. Technol. 10:1256-1261.
22. Harter, R. D. 1983. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel. Soil Sci.Soc. Am. J. 47:47-51.
23. Jackson, M. L. 1979. Soil chemical analysis-Advanced Course 2nd ed. Published by the author, University of Wiscons in, Madison, WI.
24. Lagerwerff, J. V. 1972. Lead, mercruy and cadmium as environ-mental contaminants. In: Micronutrients in Agriculture (J. J. Mortredt, P. M. Gordiano and W. L. Lindsay (ed)), Soil Sci. Amer., Madison, Wisconsin. P. 593-636.
25. McLean, E. O. 1982. Soil pH and lime requirement. In A.L. Page et al (ed.). Methods of soil analysis, Part 2. 2nd ed.Agronomy 9: 199-224.
26. Miragaya, J. G., S. Castro, and J. Paiolini. 1981. Lead and zinc levels and chemical fractionation in roadside soils of caracas, renezuela. Water, Air, Soil Pollution 15:285-297.
27. Murry, J. W. 1974. The surface chemistry of hydrous manganese dioxide. J. of Colloid Interface Science. 46(3):357-371.
28. Nelson, D. W., and L. E. Sommer. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic meter. In A.L. Page et al.(ed.), Methods ofsoil analysis, part 2. 2nd ed. Agronomy 9: 539-577.
29. Rhoades, J.D. 1982. Cation exchange capacity. In A.L. Plage et al. (ed.). Methods of soil analysis, Part 2. 2nd ed. Agronomy 9:149-157 (1982).
30. Rhoades, J. D. 1982. Soluble salts. In A. L. Page et al. (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agronomy 9: 167-179.
31. Rolfe, G. L. 1973. Lead uptake by selected tree seedlings. J. Environ. Qual. 2:153-157.
32. Sampath, S. 1980. Distribution and plant available sources of copper, iron, manganese, and zinc in soils. Ph. D. diss.Virginia.
33. Santillan-Medrano, Javier, and J. J. Jurinak. 1975. The Chemistry of lead and cadmium in soil. solid phase formation. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39:851-856.
34. Tucker, M. R. 1974. A modified heating block for plant tissue digestion. Comm. in Soil Sci. and Plant Analysis5(6): 539-546.
35. Underwood, E. J. 1977. Trace Element in Human and Animal Nutrient. 4th. edition p:411-421.

農業資材對環境之影響研討會論文集　　民國81年 4月
Proceeding of the Workshop on the Effects of Agricultural Resources and Materials in the Environment, April 1992

台灣農業土壤中重金屬之背景濃度

陳尊賢、李達源、黃東亮

國立台灣大學農業化學研究所

中文摘要

收集民國 71 -75 年之台灣地區農田土壤中0.1N HCl可抽出重金屬含量概況調查資料（表土1550個樣品，裏土1405個樣品），以建立台灣農田土壤中重金屬之背景濃度範圍，以表土（0-15公分）爲例，其背景濃度(0.1N HCl)範圍建議設定爲：砷 ND～10.7 mg/kg、鎘ND～0.43 mg/kg、鉻 ND～12.0 mg/kg、銅 ND～26.0 mg/kg、汞 ND～0.57 mg/kg、鎳 ND～12.0 mg/kg、鉛 ND～18.0 mg/kg 與鋅 ND～25.0 mg/kg。依此結果建議修正目前行政院環保署暫定分級表之中含量級之上限値爲砷 17.0 mg/kg(表土與裏土）、鎘 0.43 mg/kg（表土與裏土）；鉻 12.0 mg/kg(表土）與 6.00 mg/kg(裏土）；銅 26.0 mg/kg（表土）與13.0 mg/kg（裏土）；汞0.57 mg/kg（表土）與0.50 mg/kg（裏土）；鎳12.0 mg/kg（表土）與9.00 mg/kg（裏土）；鉛18.0 mg/kg（表土）與 13.0 mg/kg(裏土）；鋅 25.0 mg/kg（表土）與15.0 mg/kg（裏土）。

收集台灣地區29個代表性土壤之八種重金屬全量資料，以了解土壤中重金屬全量之背景濃度範圍，作爲訂定污染管制濃度之參考。建議之重金屬全量背景濃度範圍爲砷 ND～17.0 mg/kg、鎘 ND～0.50 mg/kg、鉻 20.0～150 mg/kg、銅 11.0～100 mg/kg、汞 0.01～0.60 mg/kg、鎳 0.90～70.0 mg/kg、鉛 17.0～70.0 mg/kg、與鋅 45.0～140 mg/kg，但由於樣品數太少，此資料僅供參考。但此結果可瞭解台灣地區四種主要土類中八種重金屬全量之背景濃度範圍。

關鍵字：背景濃度、砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅